Cahiers de biologie — **Service canadien de la faune**

Ces cahiers renferment des données préliminaires et des conclusions à propos de nature à intéresser les biologistes d'autres organismes.

Also available in English

N° 176, avril 1988

Teneurs en dibenzodioxinnes polychlorées et en dibenzofurannes polychlorés dans les œufs de Grands Hérons (*Ardea herodias*) en Colombie-Britannique, 1983–1987 : répercussions possibles sur le succès de la reproduction

par J.E. Elliott[1], R.W. Butler[2], R.J. Norstrom[1] et P.E. Whitehead[2]

Introduction

En 1982, une étude portant sur les teneurs en dibenzo-p-dioxinnes polychlorées (PCDD) et en dibenzofurannes polychlorés (PCDF) dans la faune canadienne a montré que les œufs de Grands Hérons (*Ardea herodias*) d'une colonie de l'estuaire du fleuve Fraser contenaient des teneurs inhabituellement élevées en PCDD (Norstrom et Simon, 1983). Dans le présent exposé, nous indiquons les résultats d'études entreprises durant la période 1983–1987 pour mesurer les teneurs en PCDD et en PCDF des œufs des hérons de plusieurs colonies le long du détroit de Géorgie et pour déterminer leur effet sur le succès de la reproduction du Grand Héron. Les PCDD sont des embryotoxines aviennes puissantes (Verrett, 1970; Cheung *et al.*, 1981). Les PCDD et les PCDF sont des contaminants à l'état de traces dans les chlorophénols utilisés pour la préservation du bois (Miles *et al.*, 1985) et sont produits par la fabrication de la pâte kraft blanchie (Amendola *et al.*, 1987).

Méthodes

Prélèvement des échantillons

Cinq colonies de Grands Hérons du détroit de Géorgie ont été choisies pour l'étude (figure 1) :

(1) La colonie de Crofton était située à environ 1 km d'une usine de pâtes et papiers (procédé kraft) produisant environ 925 t de pâte kraft par jour. Les oiseaux se nourrissent dans une zone intertidale près de la canalisation sous-marine de rejet d'eaux usées de l'usine.

(2) Une colonie sur l'île Gabriola était située près de l'usine de pâtes et papiers kraft de Harmac.

(3) La troisième colonie était située sur le terrain de la fondation de l'Université de la Colombie-Britannique (UCB). Ces oiseaux se nourrissent dans le cours inférieur du fleuve Fraser et dans son estuaire (Paine, 1972), dont les eaux reçoivent des déchets de la région la plus urbanisée et la plus industrialisée de la Colombie-Britannique. Les effluents de 13 usines de pâtes et papiers ou scieries et de 20 usines de traitement du bois du cours inférieur du fleuve Fraser sont déversés dans ce système (Garrett, 1982).

(4) La colonie de Nicomekl est située dans une zone principalement agricole, et les oiseaux se nourrissent dans les baies voisines de Mud et de Boundary.

(5) La colonie de Sidney est située à environ 10 km à l'est de la ville de Sidney, à l'extrémité sud-est de l'île de Vancouver et, comme la baie de Boundary, elle ne reçoit aucun apport direct en déchets industriels. Les hérons se nourrissent principalement dans une lagune située à 1 km de la colonie.

Un œuf a été prélevé de chacun des 34 nids situés dans quatre colonies (Nicomekl, 7; UCB, 10; île Gabriola, 8; Crofton, 9) durant la période avril-mai 1983. En 1986, on a prélevé un œuf de chacun des 26 nids de l'île Sidney et de trois des colonies échantillonnées en 1983 (île Sidney, 4; Nicomekl, 5; UCB, 7; Crofton, 10). Le 21 avril 1987, on a prélevé un œuf de chacun des 10 nids de la colonie de l'UCB et le 5 mai 1987, on a recueilli un œuf de chacun des 10 nids de celle de Crofton. Les œufs ont été ouverts et leur contenu a été vidé dans des contenants rincés à l'acétone. Ces contenants ont ensuite été fermés hermétiquement avec des couvercles garnis de papier aluminium, congelés et expédiés pour analyse au Centre national de recherche faunique à Hull, au Québec.

Évaluation du succès de la reproduction

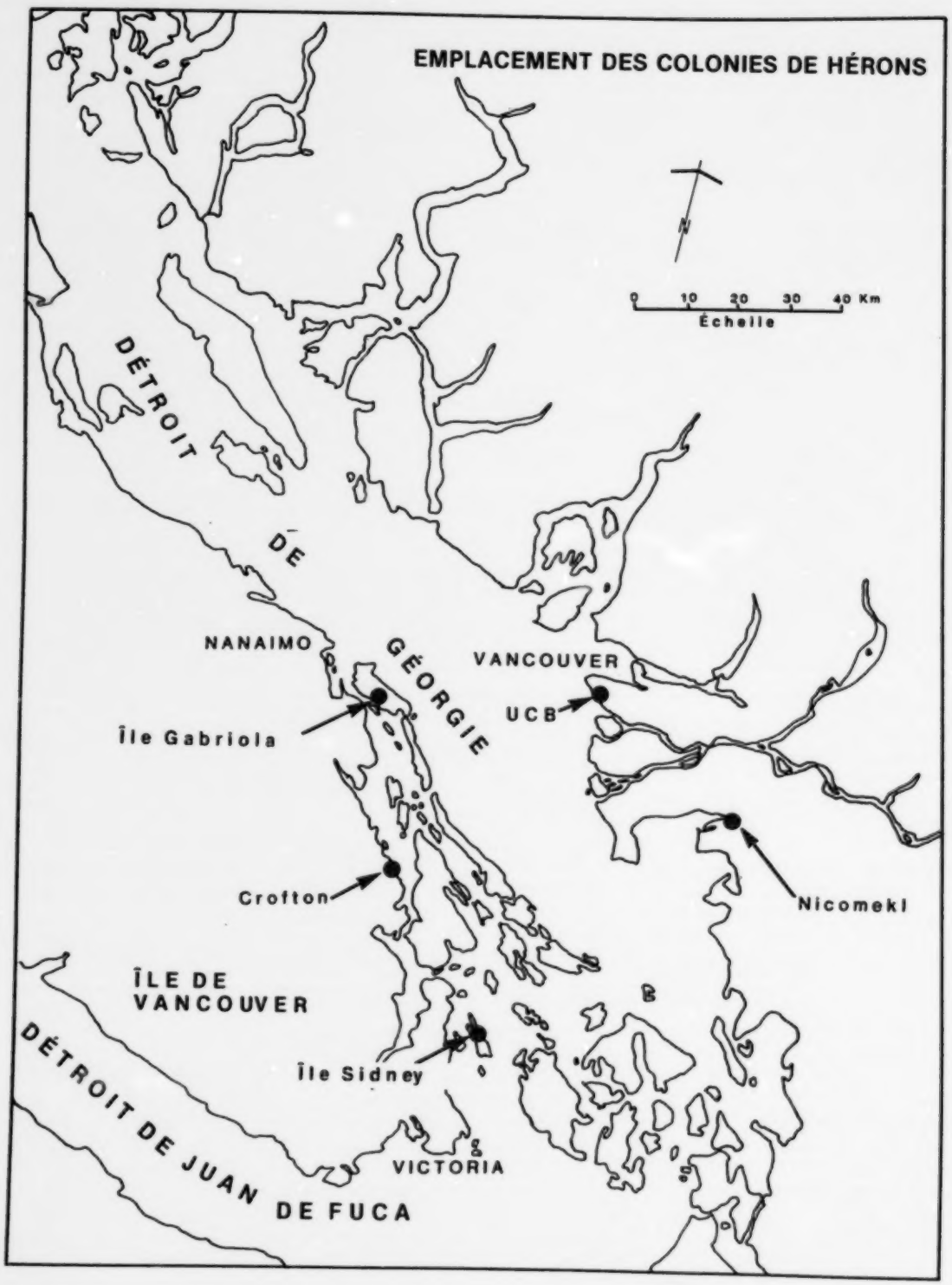
En 1986, on a dénombré à partir du sol, à l'aide de jumelles et de télescopes, les jeunes qui ont pris leur envol des nids desquels des œufs ont été prélevés et ceux de nids non échantillonnés des colonies de l'île Sidney, de Nicomekl, de l'UCB et de Crofton, vers la fin de juin ou le début de juillet, pour mesurer le succès de la reproduction. Le nombre de jeunes issus de chaque nid productif (au moins un ayant pris son envol) a été utilisé comme mesure du succès de la reproduction. En 1987, nous avons visité la colonie de Crofton le 21 et le 29 avril, le 5 et le 11 mai, ainsi que le 17 et le 25 juin. Toutes les coquilles tombées sur le sol ont été recueillies. Le poids total des coquilles d'œufs recueillies a été divisé par le poids moyen de 20 coquilles complètes pour évaluer le nombre total d'œufs pondus dans la colonie. On a déterminé le succès de l'envol aux trois autres colonies (UCB, Nicomekl et île Sidney) en 1987 comme en 1986, sauf que tous les nids de l'UCB et de l'île Sidney ont été surveillés au moins une fois par semaine pendant toute la période d'avant l'envol. Le nombre supérieur de jeunes observés dans chaque nid avant que les oisillons ne commencent à quitter celui-ci a été interprété comme une mesure du succès de l'envol à l'UCB et à l'île Sidney.

Analyse chimique

Les échantillons de 1983 ont été combinés à poids égaux avant l'analyse et les œufs de 1986 et de 1987 ont été analysés individuellement. Les échantillons d'œufs ont été homogénéisés et analysés au Centre national de recherche faunique. Les échantillons (25 g) ont été broyés avec du sulfate de sodium et extraits par un mélange dichlorométhane : hexane (1 : 1), et les lipides ont été éliminés par chromatographie par perméation sur gel (CPG) (Norstrom

[1]SCF, Ottawa (Ontario) K1A 0H3
[2]SCF, Delta (Colombie-Britannique) V4K 3Y3

Figure 1
Carte indiquant l'emplacement des colonies de Grands Hérons du détroit de Géorgie (C.-B.), d'où des œufs ont été prélevés



et al., 1986). Les PCDD et les PCDF ont été séparés des autres composés organochlorés par chromatographie sur carbone, alumine et Florisil et dosés par chromatographie gazeuse/spectrométrie de masse à l'aide d'un appareil Hewlett-Packard 5987B GC/MS ainsi que d'une colonne capillaire de 30 m de type DB-5 (Norstrom et Simon, 1988).

Traitement statistique

Les données sur les résidus sont indiquées sous forme de moyennes arithmétiques et d'écarts-types. Après la conversion des données en logarithmes ordinaires, nous avons utilisé des routines du programme statistique pour les sciences sociales (Statistical Program for Social Sciences) afin d'effectuer une analyse unidirectionnelle de la variance, suivie du *Tukey's Alternate Range Test* afin de déterminer la signification des différences des teneurs en résidus entre les différentes colonies. La signification des différences des teneurs en résidus d'une année à l'autre a été déterminée à l'aide de tests *t*. En l'absence d'indications contraires, un niveau de signification de $p < 0,05$ a été appliqué à tous les tests statistiques.

Résultats

Teneurs en résidus de PCDD et de PCDF dans les œufs de hérons

Les structures et les modes de numérotation des carbones des dibenzo-p-dioxinnes et des dibenzofurannes sont indiqués à la figure 2. Les principaux contaminants de type PCDD identifiés et dosés dans les œufs de hérons (tableau 1) étaient (par ordre de concentration décroissante), la 1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzo-p-dioxinne (123678-HxCDD), la 1,2,3,7,8-pentachlorodibenzo-p-dioxinne (12378-PnCDD) et la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxinne (2378-TCDD). La seule exception à cet ordre a été observée à l'UCB en 1987, où les teneurs en 2378-TCDD étaient supérieures à celles en 12378-PnCDD. Tous les œufs et les échantillons d'œufs combinés contenaient des concentrations mesurables des trois principaux congénères de PCDD. Des concentrations inférieures de 1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzo-p-dioxinne (1234678-HpCDD) et de octachlorodibenzo-p-dioxinne (OCDD) ont été mesurées dans la plupart des œufs (tableaux 1 et 2). Les seuls PCDF régulièrement présents étaient le 2,3,7,8-tétrachlorodibenzofuranne (2378-TCDF) et le 2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuranne (23478-PnCDF).

Le classement des colonies selon le degré de contamination par les PCDD était le même pour chacune des années pour lesquelles nous disposons de données, soit, par ordre décroissant, Crofton, île Gabriola, UCB et Nicomekl = île Sidney (tableau 1). Ces deux dernières colonies peuvent être considérées comme étant représentatives de l'environnement le moins contaminé du détroit de Géorgie. Il n'y a pas de différence significative entre 1983 et 1986 pour ce qui est des concentrations des principaux PCDD dans la colonie de Nicomekl; toutefois, les teneurs en OCDD ont diminué par un facteur de 10.

Les teneurs en 2378-TCDD dans les œufs des colonies de l'île Sidney et de Nicomekl étaient beaucoup moins importantes ($p < 0,01$) que celles des œufs des colonies de Crofton et de l'UCB en 1986. La différence entre Crofton et UCB n'était pas significative. Dans la figure 3, on présente la courbe des teneurs en 2378-TCDD d'œufs particuliers de hérons des colonies de Crofton et de l'UCB.

Figure 2
Structure chimique et numérotation des carbones des dibenzo-p-dioxinnes et des dibenzofurannes. Les dérivés polychlorés les plus toxiques sont ceux qui portent des atomes de chlore aux quatre positions suivantes : 2, 3, 7 et 8.

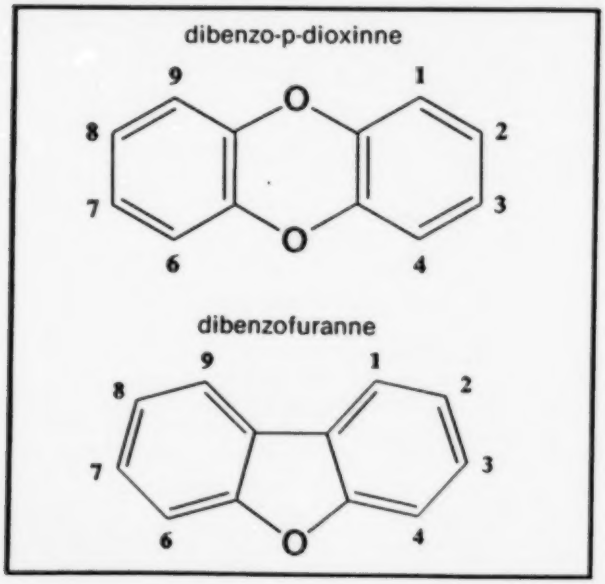


Figure 3
Teneurs en 2378-TCDD d'œufs particuliers de Grands Hérons des colonies de Crofton et de l'UCB en 1986 et 1987

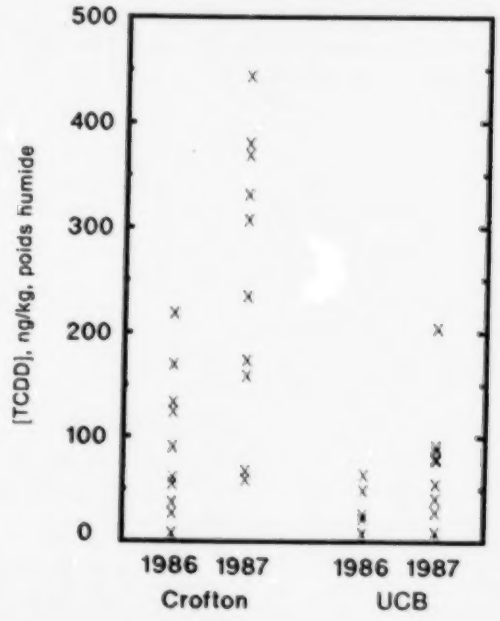


Tableau 1
Teneurs en PCDD et en PCDF d'œufs de Grands Hérons de la Colombie-Britannique, 1983-1987

Teneur en résidus (ng/kg, poids humide), moyenne ± ÉT (plage entre parenthèses)

Emplacement	Année	n (échant. comb.)	2378-TCDD	12378-PnCDD	123678-HxCDD	123789-HxCDD*	1234678-HpCDD	OCDD	2378-TCDF	23478-PnCDF
Nicomekl	1983	(7)	7	33	70	ND†	6	20	3	15
	1986	5	11 ± 2 (7-12)	32 ± 12 (14-44)	60 ± 35 (21-110)	3 ± 2 (ND-5)	5 ± 4 (ND-9)	2 ± 1 (ND-3)	ND	8 ± 4 (2-10)
Île Sidney	1986	4	11 ± 8 (3-18)	31 ± 22 (9-59)	60 ± 77 (6-174)	5 ± 6 (ND-13)	1 ± 1 (ND-2,5)	ND	1 ± 1 (ND-1)	3 ± 3 (ND-6)
UCB	1983	(10)	15	59	104	ND	6	27	11	48
	1986	7	31 ± 19 (7-63)	94 ± 77 (28-255)	136 ± 119 (40-385)	10 ± 8 (1-23)	18 ± 23 (ND-70)	11 ± 16 (2-47)	5 ± 4 (ND-10)	21 ± 16 (6-51)
	1987	10	71 ± 54 (9-204)	55 ± 28 (23-109)	90 ± 36 (39-158)	6 ± 4 (2-12)	7 ± 4 (2-12)	8 ± 7 (2-19)	22 ± 16 (5-50)	16 ± 5 (9-25)
Crofton	1983	(9)	40	347	911	46	8	25	24	46
	1986	10	92 ± 68 (8-218)	388 ± 315 (11-1018)	544 ± 427 (13-1298)	35 ± 28 (1-89)	4 ± 4 (ND-11)	6 ± 6 (ND-21)	5 ± 5 (ND-14)	30 ± 26 (ND-68)
	1987	10	253 ± 135 (67-444)	314 ± 204 (73-728)	505 ± 293 (110-1052)	31 ± 16 (9-58)	3 ± 1 (ND-4)	4 ± 1 (ND-5)	5 ± 5 (ND-17)	45 ± 26 (10-104)
Île Gabriola	1983	(8)	22	153	339	23	4	7	11	44

*1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzo-p-dioxinne.
†ND : aucun sommet observé (signal/bruit < 3).

Tableau 2
Couvée et jeunes à l'envol des nids productifs (> 1 jeune par nid)

Année	Paramètre	Crofton		UCB		Nicomekl		Île Sidney	
		Moyenne ± ÉT	n*	Moyenne ± ÉT	n	Moyenne ± ÉT	n	Moyenne ± ÉT	n
1986	Couvée	3,9 ± 0,7	50	4,0 ± 0,0	6	4,4 ± 0,7	14	3,8 ± 0,5	4
	Jeunes à l'envol	2,0 ± 0,7	13	2,0 ± 0,9	46	2,1 ± 0,0	12	2,2 ± 0,9	12
1987	Couvée	–	–	4,2 ± 0,7	23	–	–	–	–
	Jeunes à l'envol	0,0	57	2,0 ± 0,8	141	2,3 ± 0,7	29	2,3 ± 0,6	48

*n, nombre de nids.

Le rapport du 12378-PnCDD et du 123678-HxCDD ne dépendait pas de la concentration et variait peu d'une colonie à l'autre et d'une année à l'autre, étant compris entre 0,38 pour Crofton en 1983 et 0,71 pour cette même colonie en 1986. Le rapport moyen ± (ÉT) pour toutes les colonies et les années était de 0,57 ± 0,11. Cette valeur suggère une source commune pour ces deux PCDD dans le détroit de Géorgie. On a observé une variation beaucoup plus grande dans les teneurs en 2378-TCDD par rapport à celles en 123678-HxCDD : elles variaient de 0,04 à Crofton en 1983 à 0,79 à l'UCB en 1987. Le rapport de la 2378-TCDD et de la 123678-HxCDD augmentait avec le temps dans toutes les colonies, surtout à cause d'une augmentation constante des teneurs en 2378-TCDD de 1983 à 1987. En 1987, les teneurs en 2378-TCDD étaient de trois à quatre fois plus élevées à Crofton qu'à l'UCB ($p < 0,01$); en effet, toutes les concentrations de PCDD étaient significativement plus importantes à Crofton qu'à l'UCB cette année-là. Les teneurs en 2378-TCDD dans les œufs de Crofton étaient trois fois plus élevées en 1987 qu'en 1986 ($p < 0,01$). Les teneurs ont doublé dans les œufs provenant de l'UCB entre 1986 et 1987, mais cette augmentation n'était pas significative.

Alors que des quantités mesurables de 2378-TCDF étaient décelées dans la plupart des œufs des colonies de Crofton et de l'UCB en 1986, seulement des quantités à l'état de traces l'ont été dans les œufs des colonies de l'île Sidney et de Nicomekl. La plupart des œufs des colonies de Crofton et de l'UCB contenaient des teneurs supérieures en 23478-PnCDF par rapport aux œufs des colonies de l'île Sidney et de Nicomekl, mais cette différence n'était pas significative.

Les teneurs en 2378-TCDF dans les œufs de l'UCB étaient supérieures ($p < 0,01$) en 1987 par rapport à 1986; les teneurs étaient également significativement plus élevées en 1987 à l'UCB par rapport à Crofton. Par contre, les teneurs en 23478-PnCDF étaient significativement plus élevées en 1987 à Crofton qu'à l'UCB.

Études sur le succès de la reproduction

En 1986, tous les nids surveillés dans les colonies de Crofton, de l'île Sidney et de Nicomekl ont produit des jeunes, alors que seulement deux des sept nids de l'UCB en ont produit. Toutefois, il n'y avait pas de différence significative entre les quatre colonies pour ce qui est du nombre moyen de jeunes s'étant envolés des nids qui n'ont pas fait l'objet d'échantillonnage (tableau 2). Il n'y avait pas de relation significative en 1968 entre le nombre de jeunes qui se sont envolés et les teneurs en PCDD ou en PCDF à l'une ou l'autre des quatre colonies. La productivité des hérons dans les colonies de l'UCB, de l'île Sidney et de Nicomekl était semblable en 1986 et en 1987; toutefois, la colonie de Crofton n'a réussi à produire aucun jeune en 1987. Au cours des six visites à la colonie de Crofton, on a recueilli sur le sol les coquilles d'environ 179 œufs sous un nombre de nids actifs estimé à 57. La majorité des coquilles semblaient avoir été perforées sur le côté, plutôt qu'en forme de cercle vers une extrémité, comme dans le cas des œufs normalement éclos.

Discussion

Un fait ressort de notre étude, soit l'existence d'une contamination répandue causée par la présence de PCDD et de PCDF chez les Grands Hérons qui se nourrissent dans les zones côtières et estuariennes de la partie sud du détroit de Géorgie. Les œufs de hérons de la colonie de Crofton contenaient les teneurs les plus élevées en 2378-TCDD, 12378-PnCDD et en 123678-HxCDD, mais les teneurs en 12378-PnCDD et en 123678-HxCDD des colonies les moins contaminées à Nicomekl et à l'île Sidney étaient aussi significativement plus élevées que celles mesurées dans les œufs d'oiseaux piscivores d'autres parties du Canada, par exemple dans la région des Grands Lacs (Stalling *et al.*, 1986). Ainsi, il semble y avoir une source unique (ou un groupe unique de sources de contamination) pour le 12378-PnCDD et le 123678-HxCDD dans le milieu aquatique de la Colombie-Britannique. La source potentielle la plus importante de PCDD dans l'environnement aquatique de la C.-B. est le groupe des chlorophénols.

Des préparations de tétrachlorophénol et de pentachlorophénol ont été utilisées depuis plusieurs décennies au Canada pour préserver les produits du bois et protéger le bois d'œuvre destiné à l'exportation. Environ 700 t de ces produits sont utilisées chaque année par l'industrie forestière de la Colombie-Britannique (Garrett et Shrimpton, 1988). La pratique industrielle de l'empilage du bois d'œuvre traité aux chlorophénols, sans protection contre la pluie, est responsable de la présence de chlorophénols dans l'écoulement pluvial des usines (Krahn *et al.*, 1987). Par conséquent, les eaux réceptrices près des scieries de la Colombie-Britannique sont souvent contaminées par des chlorophénols (Service de la protection de l'environnement,

1979). Des copeaux de bois contaminés par les chlorophénols ont également été utilisés dans les usines de pâtes.

On sait que les chlorophénols contiennent une multitude de PCDD et de PCDF, y compris les congénères observés au cours de la présente étude (Hagenmaier et Brunner, 1987). Toutefois, les OCDD et les HpCDD prédominent. Les HxCDD totaux sont présents à des concentrations de 10 à 100 fois inférieures à celles des HpCDD dans les chlorophénols du commerce (Miles *et al.*, 1985). Les teneurs en 123678-HxCDD représentent une proportion fortement variable des HxCDD totaux, selon la source (Hagenmaier et Brunner, 1987). Les concentrations de 12378-PnCDD sont de 20 à 100 fois plus faibles que celles de 123678-HxCDD, et les teneurs en 2378-TCDD, de 6 à 100 fois plus faibles que celles de 12378-PnCDD dans les préparations actuelles de chlorophénols. La concentration relative des PCDD moins chlorés est donc très supérieure chez les Grands Hérons à celle qu'on observe dans la source présumée. Une bio-amplification sélective des PCDD moins chlorés pourrait expliquer ce phénomène (Kuehl *et al.*, 1987). Van den Berg *et al.* (1987) ont mesuré des concentrations semblables et une abondance relative de 2378-TCDD, de 12378-PnCDD et de 123678-HxCDD dans les foies des Hérons cendrés (*Ardea cinerea*) des Pays-Bas, et ils suggèrent également que ces PCDD provenaient des chlorophénols.

On sait que les usines de pâtes et papiers kraft produisent des 2378-TCDD et des 2378-TCDF à cause du processus de blanchiment au chlore (Amendola *et al.*, 1987). Parce que les hérons de la colonie de Crofton se nourrissent près de la décharge d'une usine de papier kraft, il est probable que l'augmentation par un facteur trois observée pour les teneurs en 2378-TCDD entre 1986 et 1987, ainsi que les teneurs significativement plus élevées que celles observées dans d'autres colonies de la Colombie-Britannique, soient dues aux rejets accrus dans l'environnement en provenance de l'usine de pâtes.

Les dioxinnes sont très toxiques pour les poulets, le seul oiseau pour lequel nous possédons un grand nombre de données toxicologiques. Des cas de mortalité des embryons, des effets tératogènes et des cas d'oedème sont observés dans les œufs de poulets dans lesquels on a injecté aussi peu que 10 ng/kg de 2378-TCDD (Verrett, 1970), et une dose de 6,4 ng/kg a causé une augmentation de 21 % de l'incidence des malformations cardio-vasculaires (Cheung *et al.*, 1981). En 1986, tous les œufs des hérons que nous avons recueillis contenaient plus de 6 ng/kg de 2378-TCDD. Toutefois, les teneurs élevées en dioxinne n'ont pas semblé influer sur la productivité des hérons cette année-là, et il n'y avait pas de différence significative dans le nombre de jeunes qui se sont envolés de chaque nid productif si l'on compare les colonies plus contaminées de Crofton et de l'UCB et les colonies moins contaminées de l'île Sidney et de Nicomekl. Apparemment, le Grand Héron est beaucoup moins sensible que les poulets à l'activité embryotoxique des PCDD et des PCDF. On a constaté la même chose chez le Goéland argenté (*Larus argentatus*) dans les Grands Lacs (Stalling *et al.*, 1986).

En 1987, les hérons de la colonie de Crofton n'ont pas réussi à produire de jeunes. En même temps, les teneurs moyennes en 2378-TCDD étaient de 252 ng/kg, par rapport à 92 ng/kg en 1986. On ne sait pas si la forte augmentation des teneurs en 2378-TCDD en 1987 est responsable de l'échec de la colonie à produire des jeunes. Les teneurs en 2378-TCDD de 6 des 10 œufs provenant de la colonie de Crofton étaient supérieures en 1987 à celles qui avaient déjà été mesurées dans des œufs de hérons à Crofton ou à l'UCB (figure 3), alors que les teneurs dans 4 des 10 œufs étaient à l'intérieur de la plage (< 200 ng/kg) des concentrations dans les œufs pour les nids qui ont produit deux jeunes ou plus en 1986 à Crofton et à l'UCB. Ces résultats n'indiquent pas un rapport net entre la dose et les effets embryotoxiques de la 2378-TCDD : en effet, à Crofton, en 1987, les œufs dont les teneurs en 2378-TCDD étaient inférieures à 200 ng/kg avaient de bonnes chances d'éclore et de produire un jeune quittant le nid, comme c'était le cas l'année précédente. La possibilité d'un comportement parental aberrant est liée à l'observation selon laquelle la plupart des coquilles recueillies à Crofton semblaient avoir été brisées par des coups plutôt que par l'éclosion. On a observé des cas de bris d'œufs au Royaume-Uni chez des populations de Hérons cendrés qui étaient contaminées par de fortes teneurs en biphényles polychlorés (PCB), en dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE) et en dieldrine (Cooke *et al.*, 1976). Les cas de destruction d'œufs par des hérons adultes surviennent habituellement quelques jours après la ponte. La possibilité de prédation des œufs des nids désertés par les parents par suite de stress chimiques ou de dérangement par des humains doit également être envisagée comme une cause possible de la perte des œufs de hérons dans la colonie de Crofton.

Une étude du développement des embryons et de l'induction des enzymes du foie chez les Grands Hérons est prévue pour le printemps de 1988; elle doit déterminer si la croissance des embryons, le succès de l'éclosion, etc., ont joué un rôle dans l'échec de la reproduction. Une étude basée sur l'échange d'œufs, visant à établir le rôle possible du comportement parental au cours de l'incubation dans l'échec de la reproduction à la colonie de Crofton en 1987, et une étude comparative du comportement d'adultes nicheurs dans une colonie contaminée et dans une colonie propre doivent également être entreprises en 1988. De plus, on travaille à déterminer les sources de PCDD et de PCDF à partir de l'analyse d'invertébrés et d'échantillons de sédiments, afin de mettre en évidence les profils caractéristiques (la « signature ») de ces contaminants.

Le succès de l'envol de jeunes dans toutes les colonies de hérons que nous avons étudiées en 1986 et en 1987 était inférieur à la valeur de 2,5 jeunes par nid productif signalée par Forbes *et al.* (1985) pour 15 colonies au sud-ouest de la Colombie-Britannique de 1977 à 1981. Il ressort d'un examen des données disponibles que la population nicheuse de hérons du détroit de Géorgie ne semble pas avoir changé au cours de la dernière décennie (Butler, en prép.). Toutefois, chez une espèce à longue vie comme le héron, des

changements de la productivité des nids n'entraînent pas le déclin de l'importance de la population d'adultes nicheurs avant de nombreuses années. Cooke *et al.* (1976) ont constaté que les populations de Hérons cendrés du Royaume-Uni se maintenaient à leur niveau habituel pendant les périodes marquées par une forte contamination par les dérivés organochlorés et des cas répétés d'échecs de la reproduction.

Remerciements

Nous tenons à remercier Mary Simon et Michael Mulvihill qui ont réalisé les analyses chimiques.

Bibliographie

Amendola, G.; Barna, D.; Blosser, R.; LaFleur, L.; McBride, A.; Thomas, F.; Tierman, T.; Whittemore, R. 1987. The occurrence and fate of PCDDs and PCDFs in five bleached kraft pulp and paper mills. Présenté devant le Seventh International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, octobre, Las Vegas, Nev.

Butler, R.W. The breeding ecology of the Great Blue Heron (*Ardea herodias*) in the Strait of Georgia, British Columbia. *Dans* Vermeer, K.; Butler, R.W., réd. The ecology of aquatic birds in the Strait of Georgia, British Columbia. Service canadien de la faune, Ottawa. En prép.

Cheung, M.O.; Gilbert, E.F.; Peterson, R.E. 1981. Cardiovascular teratogenicity of 2378-TCDD in the chick embryo. Toxicol. Appl. Pharmacol. 61 : 197–204.

Cooke, A.S.; Bell, A.A.; Prestt, I. 1976. Eggshell characteristics and incidence of shell breakage for grey herons (*Ardea cinerea*) exposed to environmental pollutants. Environ. Pollut. 11 : 59–84.

Forbes, L.S.; Simpson, K.; Kelsall, J.P.; Flook, D.R. 1985. Great blue heron colonies in British Columbia. Service canadien de la faune. Région du Pacifique et du Yukon. 78 pp.

Garrett, C.L. 1982. Pacific & Yukon Region toxic chemicals profile. Environnement Canada. 259 pp.

Garrett, C.L.; Shrimpton, J.A. 1988. Chemicals in the environment — chlorophenols. Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon. Rapp. rég. n° V. 40 pp. Sous presse.

Hagenmaier, H.; Brunner, H. 1987. Isomer-specific analysis of pentachlorophenol and sodium pentachlorophenate for 2,3,7,8-substituted PCDD and PCDF at sub-ppb levels. Chemosphere 16 : 1759–1764.

Krahn, P.K.; Shrimpton, J.A.; Glue, R.D. 1987. Assessment of storm water related chlorophenol releases from wood protection facilities in British Columbia. Service de la protection de l'environnement, Région du Pacifique et du Yukon. 75 pp.

Kuehl, D.W.; Cook, P.M.; Batterman, A.R.; Lothenbach, D.; Butterworth, B.C. 1987. Bioavailability of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans from contaminated Wisconsin river sediment to carp. Chemosphere 16 : 667–679.

Miles, W.F.; Singh, J.; Gurprasad, N.P.; Malis, G.P. 1985. Isomer specific determination of hexachlorodioxins in technical pentachlorophenol (PCP) and its sodium salt. Chemosphere 14 : 807–810.

Norstrom, R.J.; Simon, M. 1983. Preliminary appraisal of tetra- to octachlorodibenzodioxin contamination in eggs of various species of wildlife in Canada. Pages 165 à 170 *dans* Miyamoto, J., réd. IUPAC pesticide chemistry : human welfare and the environment. Pergamon Press, Oxford.

Norstrom, R.J.; Simon, M. 1988. Determination of specific polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in biological matrices by gel-permeation/carbon chromatography and gas chromatography-mass spectrometry. *Dans* Environmental carcinogens — methods of analysis and exposure measurement. Vol. 11. Polychlorinated dibenzodioxins, dibenzofurans and biphenyls. Organisation mondiale de la santé, Association internationale pour la recherche sur le cancer, Lyon (France). Sous presse.

Norstrom, R.J.; Simon, M.; Mulvihill, M. 1986. A gel-permeation/column chromatography cleanup method for the determination of CDDs in animal tissue. Int. J. Environ. Anal. Chem. 23 : 267–287.

Paine, J.Mc. 1972. A study of colonial nesting in the great blue heron (*Ardea herodias*). Thèse en vue de l'obtention d'un B. Sc., Dép. de zool., Univ. de la Colombie-Britannique.

Service de la protection de l'environnement. 1979. Monitoring environmental contamination from chlorophenol contaminated wastes generated in the wood preservation industry. Rapp. rég. n° 79-24. 74 pp.

Stalling, D.L.; Peterman, P.H.; Smith, L.M.; Norstrom, R.J.; Simon, M. 1986. Use of pattern recognition in the evaluation of PCDD and PCDF residue data from GC/MS analyses. Chemosphere 15 : 9–12.

Van den Berg, M.; Blank, F.; Heeremans, C.; Wagenaar, H.; Olie, K. 1987. Presence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in fish-eating birds and fish from The Netherlands. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16 : 149–158.

Verrett, M.J. 1970. Witness statement. *Dans* Hearings before the Subcommittee on Energy, Natural Resources and the Environment of the Committee on Commerce, US Senate, Serial 91-60. US Govt. Printing Office, Washington, DC.